

**FORSKNINGSRAPPORTER
FRÅN
HUSÖ BIOLOGISKA STATION**

No 131 (2011)



Valter Weijola

Litteraturöversikt av blåmusslans biologi och ekologi i Östersjön

*A review of the biology and ecology of the of the blue mussel (Mytilus edulis L.) in the
Baltic Sea*

Åbo Akademi

I publikationsserien **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** rapporteras forskning utförd i anknytning till Husö biologiska station. Serien utgör en fortsättning på serierna **Husö biologiska station Meddelanden** och **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Utgivare är Husö biologiska station, Åbo Akademi. Författarna svarar själva för innehållet. Förfrågningar angående serien riktas till stationen under adress: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby; telefon: 018-37310; telefax: 018-37244; e-post huso@abo.fi. (Även: Åbo Akademi, Miljö- och marinbiologi, BioCity, Artillerigatan 6, 20520 Åbo).

The series **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** contains scientific results and processed data from research activities of Husö biological station, Biology, Åbo Akademi University. The authors have full responsibility for the contents of each issue. The series is a sequel to the publications **Husö biologiska station Meddelanden** and **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Inquiries should be addressed to Husö biological station, Åbo Akademi University. Address: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby, Finland; phone: +358-18-37310; telefax: +358-18-37244; e-mail: huso@abo.fi (Also Åbo Akademi University, Environmental and Marinebiology, BioCity, Artillerigatan 6, FIN-20520 Turku, Finland)

Redaktör/Editor: Tony Cederberg

ISBN 978-952-12-2697-7

ISSN 0787-5460

Litteraturöversikt av blåmusslans biologi och ekologi i Östersjön

A review of the biology and ecology of the blue mussel (Mytilus edulis L.) in the Baltic Sea

Valter Weijola

Husö biologiska station, Åbo Akademi
22220 Emkarby, Åland, Finland

Abstract

The blue mussel in the Baltic Sea is distinguished from its Atlantic relatives by its small size and high population densities. The low salinity liberates them from their main marine invertebrate predators but also depresses growth by causing osmotic stress and strong intraspecific resource competition. In the Baltic Sea blue mussels normally grow only 2-3 millimeter per year and only rarely reaches a size of 30-40 mm in shell length. The blue mussel modifies its environment by filtering large quantities of water, removing phytoplankton and organic particles, and thus increasing light penetration to benthic plant communities. In addition, the physical structure of the mussel beds constitute a complex environment of importance to a high number of other species.

The effects of cultivation of Baltic mussels are also discussed. Mussels grown on ropes display a faster growth rate compared to mussels living on natural substrates. The large number of mussels in a farm may have a positive local effect on water clarity and light penetration in addition to removing (comparatively small amounts of) nutrients. Depending on the local environment mussel farms may also cause a build-up of detritus and sediment and cause anoxic conditions on the sea floor. Evaluating water movement and wave action at individual farming sites will help to avoid problems in connection to sedimentation.

Innehåll

1 Inledning	1
2 Utbredning	2
3 Livscykel	3
3.1 Gametogenes och lek	3
3.2 Larvutveckling	4
3.3 Fastsättning och rekrytering	5
4 Tillväxthastighet	6
5 Populationsstruktur	9
6 Födointag och filtreringskapacitet	11
7 Musselodlingars och musselpopulationers ekosystempåverkan	13
8 Upptag och lagring av miljögifter och toxiner	15
9 Predation	17
10 Betydelsen av musselbäddar som habitat	18
11 Sammanfattning	19
Referenser	21

1 Inledning

På uppdrag av Ålands landskapsregering utfördes under hösten 2011 en genomgång och sammanfattning av litteraturen över blåmusslans biologi och ekologi i Östersjön. Eftersom blåmusslan utgör en betydelsefull del av hårbottensamhällen och dessutom är en av de ekonomiskt viktigaste musslorna har den varit föremål för ett stort antal vetenskapliga studier. I Östersjön är situationen annorlunda. Här uppnår blåmusslan endast en bråkdel av den storlek som den gör i Atlanten, den saknar ett kommersiellt värde som människoföda och undgick även större vetenskaplig uppmärksamhet under stora delar av 1900-talet.

Situationen har dock förbättrats sedan 1980-talet när Nils Kautsky utförde en rad ekologiska studier i områdena kring Askö biologiska station i Stockholms skärgård. Detta arbete har byggts på både av hans studenter och andra forskare; under senare tid även av finländska ekologer. Bl.a. Mats Westerborn vid Tvärminne biologiska station har varit aktiv inom detta område och bidragit med ett flertal publikationer (WESTERBOM et al. 1999, 2002, 2006) under de senaste tio åren. WESTERBOM et al. har utfört sina arbeten främst i Finska viken och Skärgårdshavet vilket tillsammans med bl.a. KAUTSKY (1981a&b, 1982) ger oss en relativt god överblick av musslorna i norra Östersjön.

Överraskande få studier berör dock tillväxthastighet och filtreringskapacitet. Vid studier av filtreringskapacitet är det i viss mån möjligt att tillämpa studier från andra geografiska områden, delvis även studier av andra taxa. Med tillväxthastigheten, som till stor del står i relation till saliniteten, är det svårare att generalisera och inom detta område är texten därför begränsad till ett mindre antal studier. Målet är att ge en klar överblick av det biologiska forskningsarbete som utförts på blåmusslan i Östersjön, samt resultat från övriga områden som kan tillämpas för Östersjön. I slutet följer en läsarvänlig sammanfattning utan inbakade referenser.

Blåmusslan, *Mytilus edulis*, är en av de marina mollusker som bäst anpassat sig till Östersjöns lågsalina förhållanden. I avsaknad av dess huvudsakliga predatorer och utrymmeskonkurrenter lyckas blåmusslan här uppnå ovanligt höga populationsdensiteter och är på många ställen den dominerande arten i bentiska samhällen. På hårda bottenar kan den utgöra 80 % av den zoologiska biomassan (KAUTSKY & KAUTSKY 1995) och kan därför beskrivas som en av nyckelarterna i (delar av) Östersjön.

Liksom hos andra marina organismer orsakar den låga salthalten osmotisk stress som radikalt sänker både tillväxthastighet och maximalstorlek vilket skapar populationer av småväxta musslor med hög individtäthet. Östersjöns salthalt varierar både geografiskt och tidsmässigt vilket har stor inverkan på blåmusselpopulationerna. I regel sjunker musslorna både i antal och i storlek med salthalten för att försvinna helt och hållet i östra Finska viken och norra kvarken. En stor del av forskningen kring

blåmusslan i Östersjön har dock utförts i Skärgårdshavet och utanför Stockholm; områden som är jämförbara med Ålands skärgård.

Blåmusslan utgör en betydelsefull komponent i Östersjöns organismsamhälle av flera orsaker. Musslor och musselbäddar skapar strukturell komplexitet som formar en viktig livsmiljö för en lång rad andra organismer (KOIVISTO 2011). Genom att avlägsna partiklar och plankton från vattnet förbättrar blåmusslan ljuspenetrationen och kan utöka vattendjupet där primärproduktion är möjlig. Det brukar sägas att blåmusslorna i Östersjön filtrerar hela dess vattenvolym under ett år, och även om det är osäkert hur exakt denna siffra är så är det klart att friska musselpopulationer har en positiv lokal inverkan på vattenkvaliteten (LINDAHL et al. 2005).

Blåmusslan utgör även en viktig födokälla för flera andra organismer. Under lektiden utnyttjar fiskyngel, speciellt strömming, rovp plankton och även vuxna musslor de pelagiskt levande larverna som näring. Äldre musslor fungerar som basföda för ejder, mört och flundra. Ejdern verkar vara så beroende av musslor som föda att arternas populationsdynamik går hand i hand (ÖST & KILPI 1997).

Östersjöblåmusslans taxonomiska identitet har länge varit omtvistad. Traditionellt har denna population ansetts vara del av Atlantens *Mytilus edulis* L. men under senare år har vissa författare p.g.a morfologiska likheter fört den under namnet *Mytilus trossulus* Gould (en art som förekommer utanför amerikans nordöst kust). Så sent som 2011 publicerades en genetisk undersökning som visar att Östersjöns blåmussla är en hybrid mellan dessa två arter, och därför egentligen borde kallas *M. edulis* x *M. trossulus* (VÄINÖLÄ & STRELKOV 2011). I denna text används dock namnet *M. edulis* både för Östersjöns och Atlantens blåmusselpopulationer.

2 Utbredning

Blåmusslan har en begränsad men global utbredning och förekommer längs Europas atlantkust söderut till Spanien och i öster fram till Vita havet, runt Islands kustområden, Nordamerikas norra östkust, samt Sydamerikas södra kustremsor (GOSLING 2003). I Östersjön begränsas utbredningen till områden där salthalten överskrider 4-4,5 promille, d.v.s. i norr upp till Kvarnen och i Finska viken österut till Pellinge (SEGERSTRÅLE 1942, LASSIG 1965, WESTERBOM 1999). Vid gränserna av dess utbredningsområde förekommer musslorna sparsamt och bildar inte omfattande populationer eller musselbäddar som är typiskt i norra Östersjön.

Habitatmässigt är blåmusslan till stor del begränsad till hårda bottenar från sublittoralen ner till ca 40 meters djup (KAUTSKY 1981, KOLI 1961, WESTERBOM 1999), men blåmusslor förekommer även i mindre antal

kring sandbottnar (ANKAR & ELMGREN 1976). Isens och vågornas eroderande verkan samt fluktuationer i vattennivån hindrar musslorna från att kolonisera de direkt littorala områdena, medan ansamlingen av sediment ofta sätter den nedre utbredningsgränsen till 15-40 meter. Enligt WESTERBOM (1999) utgör den lösa substans (eller detritus) som beroende på topografi och lokala förhållanden förekommer i ökande mängder från 12-15 meters djup ett hinder för musslornas kolonisering av klippor och andra hårda substrat. En ökad ansamling av löst material och sediment i skyddade lokaler leder även till mindre populationer av blåmusslor i delar av innerskärgården, vikar etc. (ROSENIUS 1964, KAUTSKY 1982a, ANTSULEVICH et al. 1999).

Blåmusslan förekommer i allmänhet sparsamt i klippskrevor nära vattenytan för att successivt öka i antal och nå högst populationsdensitet vid 3-7 meters djup, där de kan utgöra 80 % av den totala biomassan (KAUTSKY 1982a, ANTSULEVICH et al. 1999). Vid större djup sjunker antalet musslor igen i takt med att passligt substrat minskar och mängden löst sediment ökar (JANSSON & KAUTSKY 1977, KAUTSKY & van der MAAREL 1990). LITTORIN & GILEK (1999a) fann t.ex. att biomassan var dubbelt så hög vid 5 meter jämfört med tio meters djup vid Vrångskär (nära Askö, Sverige) trots att totala abundansen av individer inte skiljde sig signifikant mellan dessa djup. Den högre biomassan vid fem meters djup tyder på en högre andel storvuxna individer i populationen vid detta djup.

3 Livscykel

3.1 Gametogenes och lek

Majoriteten av marina musselarter är skildkönade, könen är ofta svåra eller omöjliga att skilja åt på basis av yttre kännetecken och identifieras främst genom histologisk preparation och undersökning av vävnadsprov i ljusmikroskop (GOSLING 2003). Studier av blåmusslan tyder på en lika fördelning av könen samt förekomsten av en marginell andel hermafroditer (tvåkönade individer) (THORSON 1936, SUGIURA 1962, SEED 1969a, SUNILA 1981, KAUTSKY 1982b). Reproduktionen följer ett cykliskt mönster som kan delas in i tre faser: 1. gametogenes (produktion av könsceller), 2. frigöringen av könsceller (samt befruktning), och 3. gonadernas återgång till vilostadie (NEWELL et al. 1982, GOSLING 2003).

Relativt få detaljerade studier har utförts över reproduktionscykel och reproduktiv investering i Östersjöområdet. Resultaten av KAUTSKYs (1982b) studie vid Askö samt SUNILAs vid Tvärminne (1981) är därför här värda att redogöras för i större detalj. Båda baserar sig till stor del på histologiska undersökningar.

Kautsky beskriver att gametogenesen inleds under oktober-november (vid sjunkande vattentemperatur) och sakta fortsätter under vintern. I och med att algproduktionen kommer igång i mars och

näringsstillgången ökar så mognar gonaderna fort. Musslomas vikt stiger i detta skede snabbt ända fram till leken, som sker från mitten av maj till början av juni (under Kautskys studie 15 maj - 6 juni). Den exakta starten för leken kan variera med någon vecka och är antagligen relaterad till vattentemperaturen (KAUTSKY 1982b), måncykeln (BATTLE 1932), eller mekanisk stress (BOUXIN 1956).

Under gametogenesen bräder gonadvävnaden ut sig till de flesta vävnader, inklusive manteln, mesosomen, ytan av matsmältningskörteln, samt delar av pericardium. När leken börjar växer ciliebeklädda genitalkanaler ut genom manteln varifrån gameterna sedan frigörs (befruktningen sker i vattnet) (SUNILA 1981). Dessa tillbakabildas efter att leken är avslutad. Sunila undersökte ett relativt omfattande material (1832 individer) och fann att 82 % av de ett år-, och 94 % av de 2-3 år gamla (5-10 mm) individerna var köns mogna. Lekperioden inträdde enligt denna studie senare än i KAUTSKY (1982a) (möjligen p.g.a. en kallare vår) och nådde sin topp först i juli. Den mest inaktiva perioden varade i båda studierna från augusti till oktober-november, när gonaderna i princip helt tillbakabildas.

Eftersom mängden könsceller ökar kraftigt med musslans storlek så bidrar individerna i storleksklassen 10-25mm, trots deras färre antal, med majoriteten av gameterna. Kautsky beräknar att i Askös studieområde (160 km²) skulle biomassan (torrvikten) av gameter som frigörs under lektiden uppgå till 1200 ton, eller 7,48 g/m², varav hälften är ägg och hälften spermier. Detta värde motsvarar 80 % av köttvikten av blåmusslor (efter leken) i samma område. Av detta skulle 52 % härstamma från populationer på 6-20 m djup, 33 % från populationer på över 20 m djup samt mjukbottnar, och endast 15 % från populationer på mindre än sex meters djup. Detta p.g.a. av den betydligt mindre omfattningen av grunda bottenar.

3.2 Larvutveckling

Efter befruktningen i det fria vattnet och det att äggen kläckts spenderar larverna en period av tillväxt i pelagialen. Vid kläckning mäter larverna ca 50 µm, vid fem dygn 90 µm, vid 10 dygn 100-110 µm (GRANMO 1972), vid tre veckors ålder har de nått en längd av ca 240 µm och vid 4-6 veckor ca 400 µm (BAYNE 1965, KAUTSKY 1982b). Abundansen av pelagiska blåmussellarver varierar kraftigt både lokalt och temporalt. Vid Askö uppmättes under åren 1976-79 toppabundanser på 75 000-140 000 individer/m³, samt i den mer instängda Himmerfjärden t.o.m. 809 000 ind./m³. Mängden larver ökar från mitten av maj och når sitt högsta antal i slutet av maj till början av juni för att sedan snabbt minska i antal från slutet av juni och början av juli. Ett litet antal larver återfinns t.o.m. i september och sporadiskt görs fynd året runt (KAUTSKY 1982b).

Normalt sträcker sig alltså den pelagiala delen av larvutvecklingen över en period av 4-6 veckor. Blåmusslan kan dock vid brist på lämpliga fastsättningsplatser i viss utsträckning förlänga det pelagiska larvastadiet (THORSON 1946, BAYNE 1965).

3.3 Fastsättning och rekrytering

De första larverna sätter sig redan i medlet av juni, sättningen ökar rejält i intensitet i början av juli och är normalt som högst de två sista veckorna av månaden. KAUTSKYs (1982b) studie tyder på att sättningen är intensivast vid lägre djup. Vid tre meters djup satte sig ca 500-1500 larver/dm rep/vecka när sättningen var som intensivast. Motsvarande värden var vid andra djup var: vid 6 m: ca 250 larver, vid 11 m: ca 120 larver, och vid 15 m: ca 50 larver per dm och vecka. De sista larverna verkar sätta sig i mitten av augusti, eller t.o.m. lite senare vid större djup. Det bör dock poängteras att sättning kan variera kraftigt mellan olika år beroende på hur leken har lyckats.

Sättningen är dock inte nödvändigtvis begränsad av antalet frilevande larver. Interspecifik konkurrens över substratutrymme verkar ha en stor inverkan på sättningskapaciteten och begränsar antalet till 500-700/dm rep. Andra studier ger betydligt högre sättningsdensiteter, speciellt av rep, där antalet larver per dm² kan uppgå till 12 000 (SEED 1969b).

Ännu en kort tid efter att larverna satt sig kan de röra på sig, t.o.m. lossna och simma eller driva med vattenmassorna, för att hitta en lämplig plats för mer permanent fastsättning. En stor del av mussellarverna verkar gå igenom två eller flera fastsättningsstadier (SEED 1969b, BAYNE 1964, LANE et al. 1985, HUNT & SCHIEBLING 1996), varav i den första utnyttjas ofta trådalger som substrat. Detta första stadium ger mussellarverna en period av tillväxt i avsaknad av den hårda konkurrens om utrymme och näring som råder i musselbäddarna. Mussellarverna migrerar sedan till den vuxna populationen. SEED (1969b) framhäver att mussellarver koloniserar de flesta stabila substrat men föredrar ytor med ojämnheter (skrevor, sprickor, porer etc.).

LITTORIN & GILEK (1999b) studerade återkoloniseringen av klippor efter att musslorna skrapats bort experimentellt. Studien visade att larver ytterst sällan koloniserar dessa ytor och att rekryteringen i huvudsak skedde genom invandring av större musslor från musselbädden. Å andra sidan visar flera studier att mussellarver även direkt efter planktonstadiet koloniserar musselbädden vilket tyder på att en "primär → sekundär" kolonisering inte är en allmängiltig regel (FELL & BALSAMO 1985, EYSTER & PECHENIC 1987, McGRATH et al. 1988, KING 1990, LASIAK & BARNARD 1995).

Trots den hårda konkurrensen om utrymme och föda verkar unga musslor föredra att kolonisera befintliga musselbäddar. Enligt SEED & SUCHANEK (1992) beror detta på att de unga musslorna drar nytta av det

skydd för mekaniskt slitage som vuxna musslor ger och som dessutom utgör bra substrat för fastsättning m.h.a. byssustrådarna. Antagligen indikerar även förekomsten av vuxna individer på goda miljöförhållanden, och kan även utgöra ett visst skydd mot predation.

4 Tillväxthastighet

Precis som med andra delar av blåmusslans biologi har även tillväxthastigheten och dess reglerande faktorer studerats mest intensivt inom dess marina utbredningsområde. Blåmusslans tillväxt har varit föremål för flera studier de senaste decennierna (BOJE 1965, THEISEN 1968 & 1973, SEED 1969a & 1976, SAMTLEBEN 1973 & 1977, WALLACE 1980, KAUTSKY 1982a, LOO & ROSENBERG 1983, ALMADA-VILLELA 1984, PAGE & HUBBARD 1987, SUKHOTIN & KULAKOWSKI 1992, PETRAITIS 1995, WESTERBOM 1999). Eftersom tillväxten i högsta grad påverkas av salthalten (SCHÜTZ 1964, KAUTSKY 1990, ALMADA-VILLELA 1984) är dock endast en bråkdel av studierna relevanta för Östersjöns blåmusselpopulationer. Den låga salthalten orsakar osmotisk stress vilken dränerar energi som annars kunde användas till tillväxt och reproduktion.

Endast en handfull kvantitativa studier har utförts i norra Östersjön (eller områden med jämförbara miljöförhållanden) (SAMTLEBEN 1977, KAUTSKY 1982a, WESTERBOM 1999 & 2002, ANTSULEVICH et al. 1999, LITTORIN & GILEK 1999a), de relativt homogena resultaten ger dock en god pålitlighet. Förutom saliniteten spelar även en rad andra faktorer in på tillväxthastigheten såsom temperatur (ALMADA-VILLELA et al. 1982, STIRLING & OKUMUS 1995, MAXIMOVICH et al. 1996, McGRORTY 1997), konkurrens (KAUTSKY 1982a, OKAMURA 1986, HUNT & SCHIEBLING 1995, MAXIMOVICH et al. 1996), näringstillgång (THEISEN 1968, SEED 1969b, RODHOUSE 1984, PAGE & HUBBARD 1987, DAHLHOFF & MANGE 1996) och exponeringsgrad (SEED 1969b).

Den låga saliniteten i Östersjön begränsar den maximala skallängden till ca 40 mm vid 4-5 promille (REMANE & SCHLIEPER 1971). KAUTSKY (1982a) och SCHÜTZ (1964) uppmätte tillväxthastigheter på 2,5-5,6 mm/år vid en salthalt på 6-7 promille. På naturliga substrat var tillväxthastigheten något lägre, 2,2-3,1 mm/år, p.g.a. intensivare konkurrens, medan den under optimala förhållanden t.o.m. nådde 15mm/år. Den enskilda faktor som mest styr tillväxten är dock födotillgång.

Blåmusslans tillväxt avstannar i princip totalt under vinterhalvåret när tillgången på algplankton är som lägst. WALLACE (1980) fann att musselpopulationer i omedelbar närhet till fiskodlingar, trots temperaturer nära 0°C, kunde upprätthålla samma tillväxthastighet som under sommaren genom att utnyttja partiklar av fiskoder vilket visar att en låg temperatur i sig inte orsakar en stagnerad tillväxt. Tillika uppvisar

populationer i övergödda områden en högre tillväxthastighet p.g.a. högre phytoplanktonkoncentrationer (JANSSON et al. 1980).

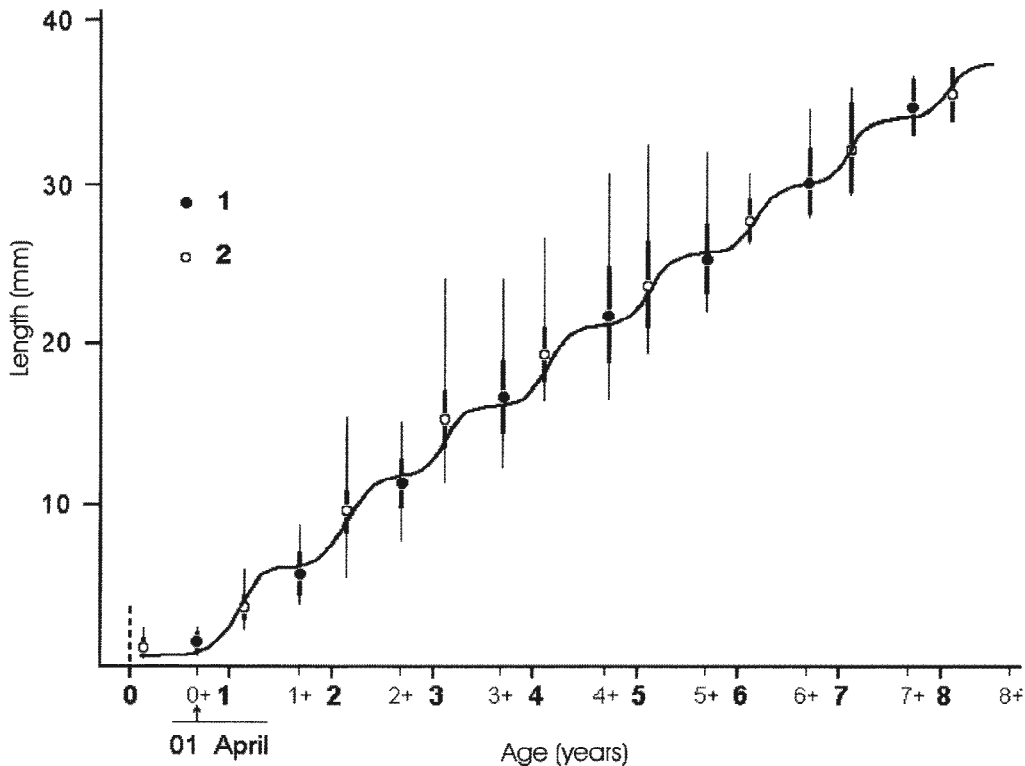
Interspecifik konkurrens har även visat sig ha en stor betydelse för tillväxthastigheten, inte minst i Östersjöns täta populationer (KAUTSKY 1982a, WILSON & HODKIN 1967, SEED 1969). KAUTSKY (1981 & 1982b) anger t.o.m. konkurrens som den mest betydande faktorn som begränsar tillväxten i många naturliga populationer i norra Östersjön. Musslor på rep som undviker den konkurrens som existerar i musselbäddar når under sitt första levnadsår 250 % av längden jämfört med musslor på naturligt substrat (5 mm resp. 2 mm). Små musslor i musselbäddar når inte lika långt ut i vattenmassan som stora och kan t.o.m. tvingas överleva på pseudofecer (material ratat av de större musslorna) samt detritus (THEISEN 1972).

WESTERBOMs (1999 & 2002) studier vid flera olika lokaler i Skärgårdshavet gav liknande, om än något lägre, tillväxtvärden än KAUTSKYs (1982b). Denna studie gav aningen lägre tillväxthastighet i yttre (Flaskskär) än i inre (Ormklobben) skärgården (Hitis). Medeltillväxten över flera årskullar var vid Flasskär 2,7 mm/år och 3,3 mm/år vid Ormklobben. För övrigt korrelerade tillväxthastigheten vid de olika lokaliteterna positivt med stigande salthalt. Musslorna växte som snabbast mellan 2 och 6 års ålder, varefter tillväxten avtog något. Medeltillväxten för samtliga lokaler och åldersklasser var 2,7 mm/år. De exakta siffrorna är som följande; Söderskär: 2,5 mm/år, Tvärminne: 2,6 mm/år, Hitis: 2,7 mm/år och Utö: 3 mm/år.

ANTSULEVICH et al. (1999) fann i studier utanför Sjöbo (Åbo skärgård) en aningen högre tillväxthastighet än både WESTERBOM (1999) och KAUTSKY (1982b) (fig. 1). Musslorna nådde en längd på 1-3,5 mm innan vintern. De snabbast växande individerna i detta område nådde 41 mm i slutet av sjunde levnadsåret vid 8 meters djup (5,1 mm/år), medan de långsammast växande individerna (20 mm vid sex års ålder) (3,3 mm/år) levde vid tre meters djup. Detta står i kontrast till KAUTSKYs (1982a) studie (och den allmänna uppfattningen) att större vattendjup oftast korrelerar med långsammare tillväxthastighet p.g.a den lägre vattentemperaturen samt sämre näringstillgången.

LITTORIN & GILEK (1999a) påvisade högre tillväxthastighet än vad KAUTSKY (1982a) gjorde för Askö-området. Också enligt deras studie skiljde sig tillväxthastigheten signifikant ($p=0,014$) mellan djup: $3,4\pm0,2$ mm/år vid 5 m och $2,7\pm0,2$ mm/år vid 10 m djup. KAUTSKY (i WESSMAN 2007) beskriver tillväxthastigheten på rep som betydligt högre. På 6 mm flaggrepp växte musslorna vid Askö 23 mm under en period av 30 månader (9 mm/år), vilket översatt i biomassa är 1 kg/meter flaggrepp/2,5 år. Även WESTERBOM (pers. kom.) intygar att tillväxthastigheten på rep är betydligt högre än i naturliga populationer. LINDAHL (2008) uppger att tillväxten av biomassa blåmusslor per meter traditionellt odlingsrep var upp till tio kilo per år vid Sveriges västkust. Denna siffra är dock betydligt högre än i

Östersjön. I odlingsförsök vid Kalmarsund har värden på 4 kg- och vid Åland 3 kg musslor/meter rep efter två års tillväxt uppmätts (LINDAHL 2008). Det här ger en närmare sjufaldigt lägre produktion vid Åland jämfört med Svenska Västkusten.



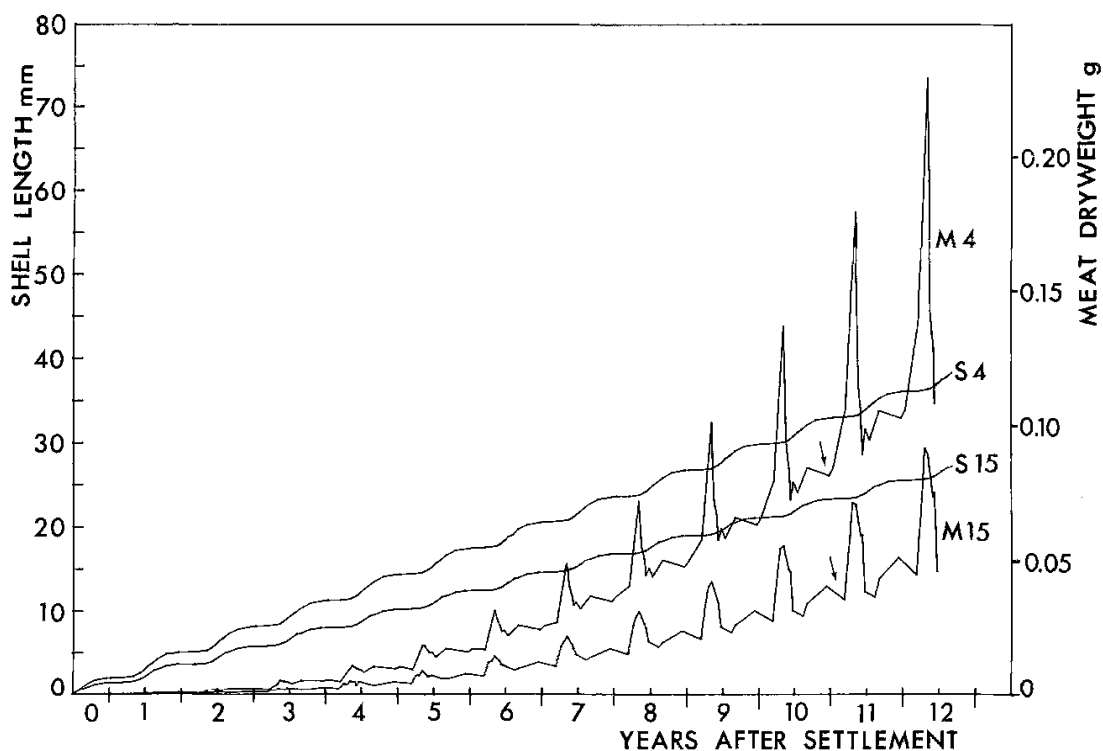
Figur 1. Tillväxtmönster hos musslor utanför Själö. De vertikala staplarna visar variationen i tillväxthastighet mellan individerna. Efter ANTISULEVICH et al., 1999.

Figure 1. The growth pattern of mussels at Själö island. From ANTISULEVICH et al., 1999.

Tillväxthastigheten mäts antingen genom uppföljning av märkta individer (KAUTSKY 1982a) eller genom att jämföra skalets längd med antalet årsringar (WESTERBOM 1999). På grund av de kraftiga årstidsväxlingarna i Östersjöområdet bildas mer eller mindre tydliga årsringar på skalen vilka kan avläsas m.h.a. genomlysning med lampa.

Köttvikten följer i allmänhet skallängden linjärt men varierar avsevärt med årstid och reproduktionscykel (fig. 2). Den stiger i takt med att gonaderna mognar och minskar sedan avsevärt under lektiden när gameterna frigörs. Blåmusslan har dessutom en fenomenal förmåga att metabolisera egen vävnad under dåliga näringsförhållanden.

De kan överleva en närmare 80 % viktninskning (t.ex. under vintern) i väntan på föda (KAUTSKY 1982a). Cykliska förändringar i köttvikten har naturligtvis stor betydelse för musselodlingar och tidpunkten av skörd. När man strävar efter maximal utvinning av biomassa sker skörden normalt i november-december (LINDAHL et al. 2005).



Figur 2. Tillväxten hos musslor vid 4 och 15 meters djup vid Askö. "M" linjerna beskriver köttvikten och "S" skalllängden. Figuren visar tydligt den årstida variationen i köttvikt. Från KAUTSKY 1982a.

Figure 2. The shell and meat growth of mussels at 4 and 15 meter depth at Askö biological station. From KAUTSKY 1982a.

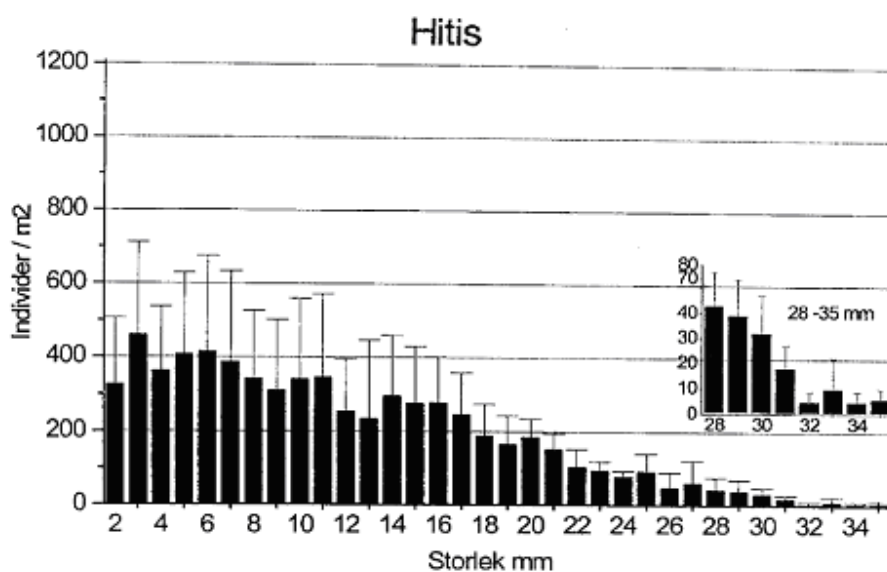
5 Populationsstruktur

Som nämnts tidigare, utmärker sig Östersjöns blåmusslor genom sin ringa storlek. I kombination med en avsaknad av starkt predationstryck resulterar detta i exceptionellt höga individdensiteter där lämpliga levnadsförhållanden, speciellt vad gäller substrat, råder. Individd tätheten i representativa naturliga musselbäddar vid 4 m djup utanför Askö varierade mellan 36 000 och 158 000 individer/m². Variationen berodde främst på förekomsten av unga musslor (< 2 mm) medan antalet individer i storleksklassen ≥ 2

mm hölls relativt konstant mellan 17 000 och 28 000 individer (KAUTSKY 1982a). Det största antalet unga individer ($132\,000/\text{m}^2$) uppmättes efter sommarens sättning men var fortfarande högt ett halvt år senare ($65\,000/\text{m}^2$). Den starka interspecifika konkurrensen samt vinterns ofördelaktiga förhållanden håller tillväxten hos dessa unga individer till ett minimum och resulterar ofta i hög mortalitet.

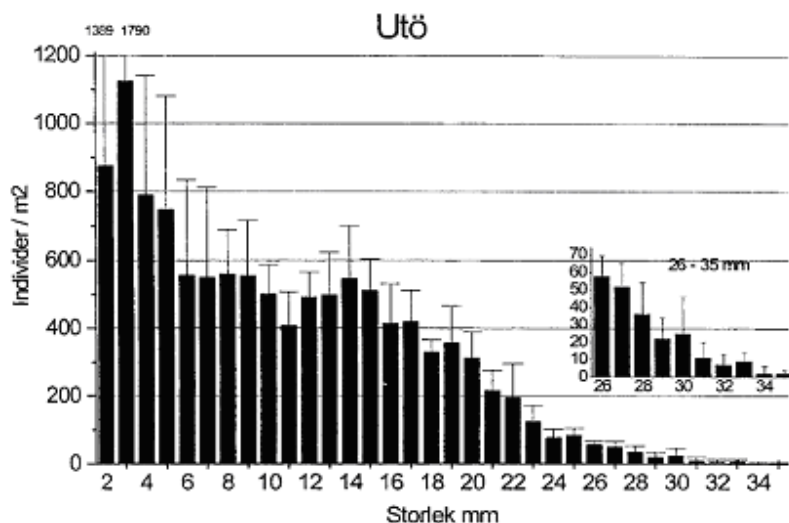
WESTERBOM (1999) fann Skärgårdshavets populationer som relativt stabila med en mindre proportion av små musslor än i KAUTSKYs studie (1982a). Vid Utö utgjordes populationen till: 17,4 % av individer < 3 mm, 30,8 % av individer < 5 mm, 54,5 % av individer < 10 mm och 13,9 % av individer över 19 mm (fig. 3).

VUORINEN et al. (2002) fann densiteter på $8000\text{--}26000$ individer/ m^2 vid 3-6 m djup och $3000\text{--}12000$ individer på större djup i Skärgårdshavet. Lokaler i innerskärgården hade dock radikalt lägre populationsdensiteter. Biomassan var som störst vid lägre djup (3 m) i yterskärgården med $3800\text{--}5400$ gram/ m^2 .



Figur 3. Medelantalet musslor per kvadratmeter vid lokalteter vid Hitis med standardavvikelsen utmärkt. Från WESTERBOM 1999.

Figure 3. Size and density of mussels at Hitis. From WESTERBOM 1999.



Figur 3 fortsätter. Medelantalet musslor per kvadratmeter vid lokaliteter vid Utö med standardavvikelsen utmärkt. Från WESTERBOM 1999.

Figure 3 continues. Size and density of mussels at Utö. From WESTERBOM 1999.

6 Födointag och filtreringskapacitet

Födoupptag sker hos blåmusslan genom filtrering av plankton och andra partiklar i suspension, samt under ofördelaktiga omständigheter även genom intag av detritus. Vattnet intas genom inhaleringssifonen, partiklarna fastnar på gällamellernas mukus, och förs sedan m.h.a. cilier vidare till labialpalperna där regleringen av födointag sker. Palperna vidarebefordrar ratat material (s.k. pseudofaeces) till utloppet på manteln samt ätbart material till munnen (BAYNE et al. 1976). Blåmusslan kan ta upp suspenderade partiklar (s.k. seston) i storleksintervallet 0,002-0,5 mm (VAHL 1972, ROSENBERG & LOO 1983, PERSSON 2004, RIISGÅRD & RANDLCEV 1981, RIISGÅRD et al. 2011). I normala fall utgör encelliga alger majoriteten av näringsupptaget, men även bakterier, mindre djurplankton (inkl. larver av den egna arten) och övriga organiska partiklar kan ha viss betydelse som näring (WALLACE 1980).

Någon större selektion av partikelstorlek verkar ej förekomma, och t.ex. VAHL (1972) fann ett 80-100 % intag av partiklar i storleksklassen 0,002-0,008 mm, medan BAYNE et al. (1976) ej fann bevis för selektiv avlägsning av partiklar i storleksintervallet 0,002-0,1 mm. Filtreringen sker under normala planktonförhållanden med full kapacitet men avtar vid exceptionellt höga (20 000-40 000 celler/ml) eller låga algkoncentrationer (WINTER 1973, RIISGÅRD et al. 2011). Vid hög koncentration av alger (eller andra födopartiklar) ökar dock produktionen av ratat material. FOSTER-SMITH (1975) fann att födointaget hos *M. edulis* ökade upp till en algkoncentration på 300 celler/μl och hölls sedan konstant upp till ett värde

av 800 celler/ μ l medan mängden ratat material ökade. LINDAHL et al. (2005) uppger att musslorna börjar rata material vid $> 4 \mu\text{g}$ klorofyll/l.

Genom att avlägsna seston från vattnet och avge det som detritus i form av avföring och pseudofaeces kan populationer av musslor utgöra en viktig länk i näringsutbytet mellan pelagialen och botten. En stor del av de näringsämnen som inhaleras av musslorna återbördas till vattnet antingen direkt som ammonium, eller genom nedbrytning av det osmälta material som sjunkit till botten. På så vis cirkulerar näringsämnena och tillgängliggörs för ny primärproduktion. Endast 40-50 % av kvävet som intagits genom födan tillgodogörs och assimileras av musslorna.

Filtreringshastigheten varierar kraftigt: Persson (2004) uppger att en mussla på 5-6 cm under optimala förhållanden kan filtrera 9 l vatten/timme, medan LINDAHL et al. (2005) ger ett mera konservativt värde på 2-3 l/timme utan att nämna musselstorlek. I Östersjön är filtreringshastigheten antagligen betydligt lägre per mussla (p.g.a. den mindre storleken) och mer informativt vore kanske att räkna filtreringskapacitet per viktenhet än individ. Haamer (1996) uppger en filtreringskapacitet på 90 l/kg musslor och timme men betonar att detta varierar rejält beroende på musslornas storlek, födotillgång och temperatur.

Filtreringskapaciteten är om möjligt lättare att kvantifiera för musslor i odling och genom att omvandla de siffror för filtreringskapacitet som finns för svenska västkusten går det att antagligen att extrahera riktgivande värden för Östersjöns förhållanden. Enligt LINDAHL et al. (2005) har en långlineodling (s.k. "unit" eller enhet) (efter Ackefors & Haamer 1987) en produktionskapacitet på 140-180 ton/18 månader. En enhet bestående av 8-10 horisontala linor (med suspenderade lodräta linor, s.k. "suspenders") ockuperar en yta av ca 2000 m² (10 x 200m, 6m djup). Under optimala förhållanden producerar dessa linor 40 kg musslor/år/meter rep och filtrerar årsproduktionen av phytoplankton från 25 m² havsyta. Detta betyder att hela enheten på 2000 m filtrerar årsproduktionen av phytoplankton från 50 000 m² (5 ha) havsyta. Motsvarande enhet skulle i Östersjön, ifall vi räknar med en sju gånger lägre produktion (som detaljerats ovan), ha en total produktion på ca 20-25 ton musslor/18mån., producera < 6 kg musslor per meter horisontal lina och år, och filtrera årsproduktionen av phytoplankton från ca. 3,6 m² havsyta (per meter odlingslina). Totalt skulle enheten filtrera årsproduktionen av alger från ca. 0,7 ha havsyta. I vattenvolym motsvarar ovanstående värden följande: en enhet vid västkusten filtrerar enligt LINDAHL et al. (2005) up till 5,6 m³ vatten per sekund, vilket i Östersjön grovt kunde konverteras till ca 0,8 m³ vatten per sekund.

I en rapport från Ålands landskapsregering (WENNSTRÖM et al. 2011) uppges att tolv hektar musselodling vid Åland skulle uppta 4 ton kväve och 0,4 ton fosfor per år. Med en konverteringsfaktor på 1/100 motsvarar 4 ton kväve ca. 400 ton musslor, eller 33,3 ton/hektar och år, eller ca 6,7 ton musslor per enhet (2000 m långlina) och år. Ifall vi konverterar produktion till filtrering (på samma vis som LINDAHL et al. 2005) skulle 12 hektar musselodling med 400 tons kapacitet filtrera den årliga produktionen av

phytoplankton från ca 20 hektar havsyta. Detta värde överensstämmer väl även med ovanstående uträkningar. Tolv hektar musselodling skulle konstant (vid tillgång på plankton) filtrera 22,4 m³ vatten per sekund, eller ca 80 000 m³ per timme. Vattnet som filtrerats på detta vis har en lägre halt av suspenderade partiklar (seston), oförändrade halter av fosfat och nitrat, samt en högre halt ammonium och detritus. Detritusen härstammar från mukusbunden avföring och ratat material.

7 Musselodlingars och musselpopulationers ekosystempåverkan

Eftersom blåmusslans låga tillväxthastighet och ringa storlek utesluter deras kommersiella användning som människoföda i Östersjön har musselodlingar traditionellt varit begränsade till områden med högre salinitet. Andra incitament till att undersöka möjligheterna kring musselodlingar i norra Östersjön har dock resulterat i att provodlingar anlagts både på Åland och vid Sveriges Östersjökust. Åtminstone på lokal skala har musselodlingar en viss inverkan på både vatten- och miljöförhållandena.

Mängden organiskt nedfall (och beroende på förhållanden även sedimentationen) ökar under odlingarna (LINDAHL et al. 2005), och kan vara 2-3 gånger högre jämfört med närliggande områden (DAHLBACK & GUNNARSON 1981, GRANT et al. 1995), enligt vissa studier t.o.m. fem gånger högre (Proenca & Schettini 1998). Räknar man in musslor och associerad epifauna som lossnar och sedimenteras under skörd blir värdet ännu högre (Christensen et al. 2003). Omfattningen och inverkan av sedimenteringen kring musselodlingar är dock omtvistad och i motsats till ovan nämnda studier fann Chamberlain et al. (2001) och Crawford et al. (2003) endast liten inverkan på bottenarna och botten samhällena kring musselodlingar. GRANT et al. (1995) studie visade t.o.m. att nedfallna musslor hade en större inverkan på botten samhället än det ökade nedfallet av detritus.

De heterogena resultaten från ovanstående studier tyder på att lokala förhållanden, kanske speciellt vattengenomströmning, vattendjup, bottenkomposition, och inte minst klimat, har stor betydelse för musselodlingens inverkan på botten. Sedimenteringsproblemen är som störst på skyddade lokaler, i innerskärgården och i vikar där musselodlingar kan resultera i förhöjda sedimentära kvävenivåer (KASPAR et al. 1985, KAUTSKY & EVANS 1987). Främst beroende på lokala syreförhållanden kan en större eller mindre proportion av kvävet sedimenteras, medan resten bryts ner och frigörs som ammonium och nitrater tillbaka till vattenmassan eller denitrifieras till kvävgas (NEWELL 2004). Under dåliga syreförhållanden kan även det ökade organiska materialet bidra till produktion av svavelväte med negativa följder för många bentiska organismer.

Eftersom musselodling i Östersjön fortfarande är i provstadiet saknas studier från denna region. Avsaknaden av tidvattenströmmar, drastiskt sänkt primärproduktion och dåligt syresatta bottenar under en del av året gör det sannolikt att effekterna av organiskt nedfall från musselodlingar kan vara större i Östersjön än i flera av de områden som studier utförts i. Någonting som antagligen (och till viss mån) utbalanseras av odlingarnas lägre produktionshastighet.

Genom att avlägsna phytoplankton och partiklar ur vattenkolumnen skapas en "top-down" kontroll, vilket leder till ökad ljuspenetrationen både kring odlingar och naturliga musselbäddar. Detta resulterar i att syreproduktionen kan upprätthållas vid större djup och att bentisk växtlighet gynnas (NEWELL 2004 & LINDAHL 2008). Det finns t.o.m. extrema exempel på att musselpopulationer (i sötvatten) utövat tillräckligt stor effekt på ljuspenetrationen för att restaurera bentiska kärlväxtbiotoper (PHELPS 1994). Även från marina kustbiotoper finns klara indikationer på att både naturliga och odlade musselpopulationer kan ha en direkt lokal inverkan på förekomst och koncentration av algplankton (TENORE et al. 1982, RIEMANN et al. 1988, ASMUS & ASMUS 1991, DAME 1996). I eutrofierade områden såsom i Östersjön, med förhöjd produktion av fytoplankton är denna effekt till fördel för lokala bentiska samhällen. En högre produktion av bentisk växtlighet gynnar även betande djur, predatorer och organismer som är beroende av det strukturella habitat som makrofytorna utgör. Här kan det dock nämnas att stora populationer av musslor i princip konkurrerar om näring med vissa zooplankton, inte minst hoppkräftor som i sin tur utgör föda för fiskyngel och småfisk (NEWELL 2004).

En kanske mera allmänt diskuterat argument för anläggandet av musselodlingar är deras förmåga att binda näringsämnen som sedan avlägsnas ur systemet i.o.m. skörden av musslorna. Av blåmusslans våtvikt (inkl. skal) utgörs 1-1,2 % av kväve (LINDAHL et al. 2005) och 0,06-0,08 % av fosfor (LINDAHL 2008). Uträkningar i rapporten "Fiskodling på Åland ur ett helhetsperspektiv" sammanfattar dock den marginella inverkan musselodling kan ha på Ålands kvävebudget:

" Ifall Åland skulle anlägga 12 ha musselodlingar kan närmare 4 ton kväve och 0,4 ton fosfor per år reduceras till en uppskattad kostnad av ca 180 000 euro. Det motsvarar 1,43 % av fosforutsläppen och 1,64 % av kväveutsläppen från dagens fiskodlingar (28 ton P och 244 ton N). För att åstadkomma en 20-procentig minskning av fosfor skulle det krävas närmare 170 ha musselodlingar. Så stora anläggningar i de åländska vattnen är inte rimliga."

Dessa siffror syftar på näringsämnen avlägsnade som musselbiomassa. Svårare att kvantifiera är de näringsämnen som sedimenteras och denitrifieras p.g.a. musslornas aktivitet och antagligen gör det verkliga näringsuttaget högre. Denna biodeposition utförs även av naturliga musselsamhällen. Kvantitativa studier inom detta område verkar inte ha utförts på blåmusslor i Östersjön men t.ex. NEWELL et al. (2005)

uppskattar att ett fullvuxet ostron i Choptank floden orsakade sedimentationen av 0,27 g fosfor och att 0,75 g kväve sedimenteras eller denitrifieras årligen. Detta tyder på att mängden näringsämnen som indirekt försvinner ur systemet kan vara betydande, kanske högre än den som tas ut vid skörden av musslorna.

De biogeokemiska processer som styr sedimenteringen är dock (som nämnts ovan) i hög grad beroende av lokala miljöförhållanden vilket gör det omöjligt att ge allmängiltiga siffror för näringsuttag resulterat av biodeposition. Beroende på syreförhållanden och bottenkomposition kan denitrifieringshastigheten variera tiofaldigt (SUNDBÄCK et al. 2000). Vid eventuell tillämpning av kompensation för näringsuttag åt musselodlare bör därför mängden av biodeposition och denitrifikation undersökas individuellt för varje produktionsenhet (NEWELL 2004).

Musselsamhällen, både naturliga och i odling, påverkar sin livsmiljö på flera olika vis. I tillräckligt stora mängder kan de modifiera ljusförhållanden och på ett fördelaktigt sätt förändra kompositionen av växt- och algsamhällen. Denna vattenklarnande effekt är kanske den mest synliga och allmängällande inverkan av musselförekomster för lokala organismsamhällen. Blåmusselsamhällen modifierar även bentiska habitat med strukturell komplexitet, vilken utnyttjas som skydd och livsmiljö av en rad andra organismer (behandlas närmare i kap.10).

8 Upptag och lagring av miljögifter och toxiner

Som filtrerare av plankton får musslor i sig en rad olika typer av organismer, även skadliga såsom *Salmonellabakterier*, virus och toxinproducerande alger. I vissa fall kan dessa lagras i musslan men ofta bryts t.ex. algtoxiner ner till mindre skadliga produkter. Bakterier och virus ansamlas främst i matsmältningsorganen medan algtoxiner beroende på löslighet endera koncentreras i matsmältningsorganen eller fördelas till övriga vävnader. Sjukdomsalstrande mikrober härstammar främst från avloppsvatten, vilket trots normal reningsprocess fortfarande kan innehålla bakterier och virus som sprids i den närliggande miljön och kan upptas av musslor.

Även om dessa infektioner orsakar immunrespons hos musslorna kan t.ex. *Salmonellabakterier* fortfarande existera i vävnaderna mer än två veckor efter upptagningen. Förutom *Salmonella* har även *Vibriobakterier* dokumenterats i svenska musslor. Av virus som drabbar människor återfinns norovirus relativt ofta i musselprover i Sverige, men även hepatit A-virus har förekommit under de senaste decennierna (REHNSTAM-HOLM & HERNROTH 2005).

Av de toxinproducerande algerna hör *Nodularia*, *Microcystis*, *Anabaena* och *Oscillatoria* till de mest allmänt förekommande i Östersjön. LUCKAS et al. (2005) fann omfattande blomningar av *Nodularia* och förekomst av nodularin i hela Östersjön under provtagningar 1997 och 2003. Lokalt förekom även mikrocystiner (en annan grupp av toxiner producerade av cyanobakterier) i planktonprov. Hepatotoxinet nodularin producerat av *Nodularia spumigena* kan koncentreras i stora mängder i blåmusslor under massförekomst av denna cyanobakterie. SIPIÄ et al. (2001) fann halter på 2150 ± 60 ng/g torrsvikt i musselprover under en *Nodularia*-blomning i augusti vid Sundholm, västra Finska viken. De kunde konstatera att trots en kapacitet att bryta ner algtoxiner kan musslor ackumulera hepatotoxiner även vid relativt låga algkoncentrationer. Nodularin är karsinogent och kan möjligen vara en bidragande orsak till förekomsten av levertumörer hos flundror (som ätit toxinhaltiga musslor) (WIKLUND & BYLUND 1994). Även ejderlever innehåller ofta nodularin som resultat av blåmusselkonsumtion (SIPIÄ et al. 2004).

Ett av de främsta problemen med produktion och konsumtion av musslor är DSP (diarréisk skaldjursförgiftning/"diarrheic shellfish poisoning") främst orsakad av dinoflagellaterna *Dinophysis acuminata* och *D. acuta*. Dessa organismer producerar okadasyra som tillsammans med en rad andra substanser brukar samlas under kallnamnet "Diarrheic Shellfish Toxins" (DST). Även vid låga koncentrationer av *Dinophysis* ansamlas dessa i musslornas matsmältningsorgan och orsakar, som namnet antyder, diarré och magsmärtor vid konsumtion.

Mer sällan förekommande är s.k. paralytisk skaldjursförgiftning eller PSP ("Paralytic Shellfish Poisoning") främst orsakad av *Alexandrium*, ett släkte saxitoxinproducerande dinoflagellater. PSP toxiner är värmebeständiga, mycket potenta, kan röra sig genom näringskedjan, orsakar paralysering av andningsapparaten och död även hos marina däggdjur och människor (REHNSTAM-HOLM & HERNROTH 2005). Eftersom musslor från Östersjöområdet i princip inte används som människoföda saknas omfattande dokumentation av förekomsten och ansamling av patogener och toxiner i denna region. Vid eventuell användning av Östersjömusslor som djurfoder är det dock ej omöjligt att algtoxiner periodvis kunde skapa problem.

Undersökningar av förekomsten av miljögifter i blåmusslor i Kalmarsund gav mycket låga värden för skadliga grundämnen. Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och polyklorerade bifenyler (PCB) varierade i högre grad beroende på lokala föroreningskällor. Halten av tennorganiska föreningar och bromerade flamskyddsmedel var låga och mängden dioxiner och furaner låg under detektionsgränsen. Samtliga miljögifter låg med klar marginal under Sveriges gränsvärden för att kunna användas som foder och gödsel (NILSSON 2009).

9 Predation

Östersjöns blåmusslor har länge ansetts vara skyddade från ett betydelsefullt predationstryck. I Atlanten hör sjöstjärnan *Asterias rubens* och strandkrabban *Carcinus maenas* till de viktigaste predatorerna av blåmusslor. Båda arterna saknas i Östersjön (KAUTSKY 1981, LITTORIN & GILEK 1999a, REIMER & HARMS-RINGDAHL 2001). KAUTSKY (1981) uppger en mycket låg predationsprocent vid Askö (< 1 %), huvudsakligen orsakad av flundra *Platichthys flesus* och ejder *Somateria mollissima*. En så låg predationsnivå har liten inverkan på strukturering av populationer och ökar den interspecifika konkurrensen bland individerna i musselsamhällena.

Senare studier, främst inom blåmusslans östra utbredningsområde, har dock i viss mån förändrat denna bild. Här kan just predation av ejder och även av mört *Rutilus rutilus* ha en inverkan på musselbestånden (ÖST & KILPI 1997, LAPPALAINEN et al. 2004, LAPPALAINEN et al. 2005). Skaldjur (i detta fall musslor och snäckor) utgjorde i LAPPALAINEN et al. (2004) mer än 95 % av dieten hos mört inom deras provtagningsområden i västra finska viken. Även om *Hydrobia* och *Theodoxus* var viktiga komponenter i mörtens diet svarade musslor för 39-78% av det totala födointaget, varav blåmusslan var tydligt den dominerande arten. Även vid mjukbottenar kring Åland utgör mollusker en viktig del av mörtens föda (MATTILA & BONDSORFF 1988), och högst antagligen är även blåmusslor betydelsefulla där de förekommer.

Mörten har stigit i antal under de senaste decennierna som följd av övergödning och en sjunkande salinitet och förekommer mycket allmänt i hela finska viken och i stora delar av Östersjön. LAPPALAINEN et al. (2004) föreslår därför att mörtens lokalt, speciellt i delar av Finska viken, kan påverka musselpopulationernas struktur och dynamik. WESTERBOM et al. (2006) förutspår även att denna effekt kommer att bli kraftigare i.o.m. klimatförändringen eftersom mörtens gynnas av högre vattentemperaturer och lägre salinitet. En mört konsumerar uppskattningsvis 30-60 musslor/dag och där de förekommer rikligt kan mörtarna beskatta 15-30 % av musselbestånden (LAPPALAINEN et al. 2005). Detta är rejält mycket högre än predationsbeskattningen på 1 % som angivits för Askö (KAUTSKY 1981).

ÖST & KILPI(1997) fann även att predationen på blåmusslor av ejdrar ställvis kan vara betydelsefull. Enligt deras uträkningar kan en ejder konsumera upp till 0,7 kg musslor per dygn. En population av 1000 honor och 2000 ungar kan därför under sextio dagar konsumera upp till 130 ton musslor på ett relativt litet område. En så hög predation kan antagligen ha en viss inverkan på lokala populationer.

Pelagiska mussellarver är även viktiga födoämnen för strömmingsyngel och andra zooplankton. Denna predation är dock i huvudsak begränsad till sommarmånaderna innan larverna satt sig (KAUTSKY 1981). Även blåmusslor filtrerar och äter mussellarver i mån av tillgång. I vissa fall (t.ex. i närheten av

musselodlingar) kan predationen vara så hög att antalet larver sjunker drastiskt vilket t.o.m. kan sänka rekryteringen av nya musslor (LEHANE & DAVENPORT 2004, DAVENPORT et al. 2000).

10 Betydelsen av musselbäddar som habitat

Arter som strukturellt modifierar sin omgivning (eng. "habitat engineers") är av stor betydelse för ekosystemets funktion och upprätthållande av biodiversiteten. Blåmusslan hör till de s.k. autogena habitatmodifierarna som genom dess existens förändrar omgivningen och bidrar med strukturell komplexitet (JONES et al. 1994). På hårbotten i Östersjön är två av de viktigaste arterna med denna funktion blåstång *Fucus vesiculosus* och blåmussla (KOIVISTO & WESTERBOM 2010). På grundare områden förekommer dessa arter ofta tillsammans medan blåmusslan tar över vid djupare vatten där blåstången begränsas av ljustillgång.

Blåmusslan kan främja förekomsten av andra arter på flera olika vis. De utgör ett substrat för fastsittande organismer, ett passligt habitat för bottenlevande maskar och skydd för mobila organismer. Dessutom kan omsättningen av näringsämnen i musselbäddar gynna arter beroende av detritus, t.ex. *Hydrobia*-snäckor (KOIVISTO 2011). KOIVISTOs arbete (2011) har visat hur artrika musselbäddar är och att de t.o.m. kan utgöra den mest artrika livsmiljön på hårbotten i Östersjön. Under dessa studier konstaterades 39 djurarter (exkl. fisk) förekomma och utnyttja musselbäddar som habitat. De flesta av dessa arter är dock ekologiska opportunister som trivs i ett brett urval av habitat som erbjuder skydd och struktur, inte minst blåstång och algmattor. Till skillnad från algmattor ansamlas dock en betydelsefull mängd sediment och detritus i mellanrummen mellan musslorna vilket lockar till sig ett antal mer specialiserade arter, bl.a. gastropoder och nemertiner. För en fullständig lista över den associerade fauna som återfanns i musselbäddar se tab. 4.

Till skillnad från blåstång och alger kan dock musselbäddar förekomma ner till över 30 meters djup, och utgör därför över stora bottenområden det enda habitatet som erbjuder strukturell komplexitet och skydd åt andra arter. Sekundärt gynnas naturligtvis arter som är beroende av den associerade faunan som bytesdjur, inte minst fisk.

Tabell 4. Arter som ofta förekommer i eller omkring musselbäddar. Från KOIVISTO 2011.

Table 4. Species associated with mussel beds. From KOIVISTO 2011.

Mollusca	Crustacea
<i>M. trossulus</i> x <i>M. edulis</i>	<i>Balanus improvisus</i>
<i>Macoma balthica</i>	<i>Gammarus</i> spp.
<i>Mya arenaria</i>	<i>Galliopius laevisculus</i>
<i>Cerastoderma glaucum</i>	<i>Leptocheirus pilosus</i>
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	<i>Corophium volutator</i>
<i>Hydrobia</i> sp.	<i>Idotea baltica</i>
<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>	<i>Idotea granulosa</i>
<i>Lymnea peregra</i>	<i>Idotea chelipes</i>
<i>Limapontia capitata</i>	<i>Idotea</i> spp.
Polychaeta	<i>Praunus inermis</i>
<i>Fabricia</i> sp.	<i>Praunus flexuosus</i>
<i>Hediste diversicolor</i>	<i>Mysis relicta</i>
<i>Marenzelleria viridis</i>	<i>Mysis mixta</i>
<i>Polydora redekii</i>	Ostracoda
<i>Pygospio elegans</i>	Hirudinea
Turbellaria	<i>Piscicola geometra</i>
Oligochaeta	Chironomidae
Nematoda	Hydrachnidae
Priapulida	Nemertea
<i>Halicryptus spinulosus</i>	<i>Prosomatella obscurum</i>

11 Sammanfattning

Blåmusslan är en av de talrikaste organismerna på hårbotten i områden av Östersjön där saliniteten överstiger 4-4,5 promille. Den förekommer från sublittoralen ner till djup på 30-40 meter. Högsta densitet och biomassa nås i regel vid 3-7 meters djup där ansamlingen av sediment är låg och isens och vågornas erosionskraft inte utgör ett hinder. Blåmusslan trivs bäst i lokaler där ansamlingen av detritus och sediment är låg. Mellersta och yttre skärgården utgör ofta de fördelaktigaste habitaterna, medan skyddade vikar är mindre gynnsamma.

Leken inleds normalt i mitten av maj och kan fortsätta fram till början av juli. Befruktningen sker i vattnet och efter att larverna kläcks lever de planktoniskt under 4-6 veckor. Larverna sätter sig från medlet av juni

till slutet av juli, mer sällan i augusti. Rekryteringen till musselbäddarna sker antingen direkt eller efter en kort tillväxtperiod på ett annat substrat, ofta på trådalger.

Tillväxthastigheten bland de unga musslorna varierar kraftigt beroende på en rad olika faktorer. I naturliga populationer där individerna är utsatta för hög interspecifik konkurrens är den begränsad till 2-3 mm/år. Under gynnsamma omständigheter, såsom vid odling på rep, är tillväxthastigheten högre och musslorna kan växa 5-10 mm per år (oftast ca. 5 mm men i extrema fall upp till 15 mm). Köttvikten följer skalets längd men varierar kraftigt med årstiderna. Under vintern när näringstillgången är dålig kan musslorna metabolisera upp till 80 % av mjukvävnaden. Detta är nånting som bör tas i beaktande vad gäller tidpunkten för skörd av odlade musslor.

På grund av de speciella förhållandena i Östersjön; låg tillväxt, avsaknad av predatorer etc. formar blåmusslan populationer av små musslor med väldigt hög individtätet. Efter att årets mussellarver rekryterats till den vuxna populationen i slutet av sommaren kan abundansen vara upp till 130-160 000 musslor per m² vid gynnsamma levnadsförhållanden. Denna siffra sjunker dock snabbt p.g.a. en hög mortalitet hos de unga individerna och under våren brukar antalet individer ha sjunkit med 50-70 %. Studier i Skärgårdshavet har gett lägre abundanser med 3000-26000 individer per m² beroende på lokal och djup. Endast en minoritet av dessa musslor är dock "stora" och musslor med över 10 mm skallängd utgör oftast endast 10-15 % av populationen.

Blåmusslan får sin näring genom att filtrera plankton och organiska partiklar ur vattenmassan. Största delen av födan utgörs av encelliga alger, men även mindre zooplankton (inkl. mussellarver), bakterier och övrigt seston har en viss betydelse. Vid normal födotillgång filtrerar musslorna med full kapacitet, ett kilo musslor kan då filtrera ca 90 liter vatten i timmen, beroende på temperatur och musslornas storlek. I områden med hög musseldensitet kan de filtrera stora mängder vatten; under optimala naturliga förhållanden kan musslorna uppnå en biomassa på ca 5 kg/m² vilket motsvarar en filtreringskapacitet på 450 liter per timme och kvadratmeter. En hektar musselodling på Åland kan filtrera upp till 6700 m³ vatten per timme. Detta medför framför allt sänkta halter av algklorofyll och därmed klarare vatten (åtminstone på lokal skala). I extrema fall kan en kraftigt ökande population av musslor (t.ex. just genom anläggande av odlingar) förbättra ljusförhållandena genom att påverka den bentiska växtligheten och därmed även höja primärproduktionen och syrehalten vid botten.

Musselodling kan även ha en negativ miljöpåverkan genom att öka ansamlingen av detritus och sediment på botten under odlingsrepen. Detta är något som är starkt beroende av lokala förhållanden och någonting som bör tas i beaktande vid planeringen av potentiella odlingar. Vid goda förhållanden kan dock det ökade nedfallet av detritus leda till en ökad denitrifikationsprocess och bortfall av fosfor genom sedimentering.

Eftersom blåmusslan främst lever av algplankton har de även kapacitet att filtrera toxinproducerande arter såsom *Nodularia*, *Microcystis*, *Anabaena* och *Oscillatoria*. Gifterna kan sedan lagras kortare perioder i musslornas vävnader och utgöra ett problem för arter som konsumerar musslor. De kan även vara en fara vid musselodling ifall musslorna används som foder. Förutom algtoxiner kan sjukdomsalstrande bakterier och virus, främst *Salmonella*, *Vibrio* och norovirus vara problematiska ifall musselodlingarna är i närheten av utsläppskällor eller reningsverk.

Även om blåmusslorna i Östersjön är skyddade från marina predatorer så är de utsatta för ett visst predationstryck. Häckande kolonier av ejder kan lokalt beskatta populationer och påverka musslornas populationsdynamik. Tillsammans med flundran har dessa traditionellt ansetts vara blåmusslans främsta predatorer i Östersjön. Ny forskning har dock visat att även mörten konsumerar stora mängder blåmusslor. Eftersom mörten ökat i antal i takt med eutrofiering och utsötningen av Östersjön under de senaste decennierna är det möjligt att även denna art lokalt kan påverka mängden blåmusslor.

Förutom blåmusslans inverkan på vattenkvaliteten modifierar den även ett områdes fysiska struktur. Musselbäddar utgör ett strukturellt habitat som gynnar ett stort antal organismer genom att ge skydd och levnadsmiljö. Även om få arter är specialiserade till att leva just i musselbäddar så har man funnit ca 40 arter som utnyttjar dessa som habitat. I områden där blåstång och trådalger inte kan växa kan blåmusslan utgöra den viktigaste habitatskapande organismen och vara en sann nyckel art i organismsamhället.

Referencer

ACKEFORS, H. & J., HAAMER, 1987. A new Swedish technique for culturing blue mussel. ICES C.M. 1987/K. Shellfish Committee Ref. Mariculture committee.

ALMADA-VILLELA, P.C, DAVENPORT J. & L.L.D. GRYFFUDD, 1982. The effects of temperature on the shell growth of young *Mytilus edulis* L. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 59: 275–288.

ALMADA-VILLELA, P.C., 1984. The effect of reduced salinity on the shell growth of small *Mytilus edulis*. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 64:171–182.

ANKAR, S. & R. ELMGREN, 1976. The benthic macro- and meiofauna of the Askö-Landsort area (Northern Baltic Proper). A stratified random sampling survey. Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm 11. 1–115.

ANTSULEVICH, A.E., MAXIMOVICH, N.V. & I. VUORINEN, 1999. Population structure, growth and reproduction of the common mussel (*Mytilus edulis* L.) off the Island of Seili (SW Finland). Boreal. Environ. Res. 4: 367–375.

ASMUS, R.M. & H. ASMUS, 1991. Mussel beds, limiting or promoting phytoplankton. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 148: 215–232.

BAYNE, B.L., 1965. Growth and the delay of metamorphosis of the larvae of *Mytilus edulis* (L.). Ophelia 2: 1–47.

BAYNE, B.L., R.J. THOMPSON & J. WIDDOWS, 1976. Physiology: 1. I: Bayne, B.L. (red.) Marine Mussels: Their ecology and physiology. Cambridge University Press, Cambridge.

CHAMBERLAIN, J., FERNANDES, T.F., READ, P., NICKELL, T.D. & I.M., DAVIES, 2001. Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. ICES J. Mar. Sci. 58: 411–416.

CHRISTENSEN, P.B., GLUD, R.N., DALSGAARD, T., & P. GILLESPIE, 2003. Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. Aquaculture 218: 567–588.

- CRAWFORD, C.M., MACLEOD, C.K.A. & I.M., MITCHELL, 2003. Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture* 224: 117–140.
- DAHLBACK, B., & L.A.H., GUNNARSON, 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Mar. Biol.* 63: 269–275.
- DAHLHOFF, E.P. & B.A. MENGE, 1996. Influence of phytoplankton on concentration and wave exposure on the ecophysiology of *Mytilus californicus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 144: 97–107.
- DAME, R.F., 1996. Ecology of marine bivalves, an ecosystem approach. Boca Raton, FL: CRC Press. 254 s.
- DAVENPORT, J., SMITH, R.J.J.W. & M. PACKER, 2000. Mussels *Mytilus edulis*: significant consumers and destroyers of mesozooplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 198: 131–137
- EYSTER, L.S. & J.A. PECHENIC, 1987. Attachment of *Mytilus edulis* larvae on algal and byssal filaments is enhanced by water agitation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 114: 99–110.
- FELL, P.E. & A.M. BALSAMO, 1985. Recruitment of *Mytilus edulis* L. in the Thames estuary, with evidence for differences in time of maximal settling along the Connecticut shore. *Estuaries* 8: 68–75.
- FOSTER-SMITH, R.L., 1975. The effect of concentration of suspension on filtration rates and pseudofaecal production of *Mytilus edulis* L., *Cerastoderma edule* (L) and *Venerupis pullastra* (Montagu). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 17: 1–22.
- GOSLING, E., 2003. Bivalve Molluscs – Biology, Ecology and Culture. Fishing News Books (a division of blackwell publishing).
- GRANMO, Å., 1972. Development and growth of eggs and larvae of *Mytilus edulis* exposed to a linear dodecylbenzenesulphonate, LAS. *Marine Biology* 15: 356–358.
- GRANT, J., HATCHER, A., SCOTT, D.B., POCKLINGTON, P., SCHAFER, C.T., & G.V, WINTER, 1995. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries* 18:124–144.
- HAAMER, J., 1996. Improving Water Quality in a Eutrophied Fjord System with Mussel Farming. *Ambio* 5: 356–362.

HUNT, H.L. & R.E. SCHEIBLING, 1995. Structure and dynamics of mussel patches in tidepools on a rocky shore in Nova Scotia, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 124: 105–115.

HUNT, H.L. & R.E. SCHEIBLING, 1996. Physical and biological factors influencing mussel (*Mytilus trossulus*, *M. edulis*) on a wave exposed rocky shore. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 142: 135–145.

JANSSON, A.M. & N. KAUTSKY, 1977. Quantitative survey of hard bottom communities in a Baltic archipelago. I: Keegan, B.F., P.O. Ceidigh & P.J.S., Boaden (red): *Biology of benthic organisms*. Pergamon Press. London and New York. 359–366.

JONES, C.G., LAWTON, J.H. & M. SHACHAK, 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373–386.

KASPAR, H.F., GILLESPIE, P.A. & BOYER, I.C., 1985. Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sounds, New Zealand. *Mar. Biol.* 85: 127–136.

KAUTSKY, N., 1981. On the trophic role of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.) in a baltic coastal ecosystem and the fate of the organic matter produced by the mussels. *Kieler Meeresforsch.* 5: 454–461.

KAUTSKY, N., 1982a. Growth and Size Structure in a Baltic *Mytilus edulis* Population. *Mar. Biol.* 68: 117–133.

KAUTSKY, N., 1982b. Quantitative Studies on Gonad Cycle, Fecundity, Reproductive Output and Recruitment in a Baltic *Mytilus edulis* Population. *Mar. Biol.* 68: 143–160.

KAUTSKY, N. & S. EVANS, 1987. The role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 38: 201–212.

KAUTSKY, N. & E. VAN DER MAAREL, 1990. Multivariate approaches to the variation in phytobenthic communities and environmental vectors in the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 60: 169–184.

KAUTSKY, U. & H. KAUTSKY, 1995. Coastal production in the Baltic Sea. I: Eleftheriou A., Ansell D. & C.J. Smith (eds.) *The biology and ecology of shallow coastal waters*. Olsen & Olsen. Fredensborg. s. 31–38.

- KING, P.A, MCGRATH, D. & W. BRITTON, 1990. The use of artificial substrates in monitoring mussel (*Mytilus edulis*) settlement on an exposed rocky shore in the west of Ireland. J. Mar. Biol. Ass. 70: 371–380.
- KOIVISTO, M.E. & M. WESTERBOM, 2010. Habitat structure and complexity as determinants of biodiversity in musselbeds on sublittoral rocky shores. Mar. Biol. 157: 1463–1474.
- KOIVISTO, M.E., 2011. Blue mussel beds as biodiversity hotspots on the rocky shores of the northern Baltic sea. Doktorsavhandling. Helsingfors Universitet. 47 s.
- KOLI, L., 1961. Die Molluskenfauna des Brackwassergebietes bei Tvärminne, Südwestfinnland. Ann. Soc. Zool. Bot. Fenn. 22: 1–22.
- LANE, D.J., BEAMOUNT, A.R. & J.R HUNTER, 1985. Byssus drifting and the drifting threads of young post-larval mussel *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 84: 301–308.
- LAPPALAINEN, A., WESTERBOM, M. & S. VESALA, 2004. Blue mussel (*Mytilus edulis*) in the diet of roach (*Rutilus rutilus*) in outer archipelago areas of of the western Gulf of Finland, Baltic Sea. Hydrobiologia 514: 87–92.
- LAPPALAINEN, A., WESTERBOM M. & O. HEIKINHEIMO, 2005. Roach (*Rutilus rutilus*) as an important predator on the blue mussel (*Mytilus edulis*) populations in a brackish water environment, the northern Baltic Sea. Mar. Biol. 147: 323–330.
- LASIAK, T.A. & T.C.E. BARNARD, 1995. Recruitment of the brown mussel *Perna perna* onto natural substrata: a refutation of the primary/secondary settlement hypothesis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 120: 147–153.
- LASSIG, J., 1965. The distribution of marine and brackish water lamellibranchs in the northern Baltic area. Comment. Biol. 28: 1–41.
- LEHANE, C. & J. DAVENPORT (2004). Ingestion of bivalve larvae by *Mytilus edulis*: experimental and field demonstrations of larviphagy in farmed blue mussels. Mar. Biol. 145: 101–107.
- LINDAHL, O., HART, R., HERNROTH, B., KOLLBERG, S., LOO, L-O., OLROG, L. REHNSTAM-HOLM, A-S., SVENSSON, J., SVENSSON, S. & U. SYVERSEN, 2005. Improving Marine Water Quality by Mussel Farming: A Profitable Solution for Swedish Society. Ambio. 34: 131–138

LINDAHL, O., 2008. Musselodling för miljön – nu även i Östersjön. HavsUtsikt. 3/2008.

LITTORIN, B. & M. GILEK, 1999a. Vertical patterns in biomass, size structure, growth and recruitment of *Mytilus edulis* in an archipelago area in the northern Baltic Sea proper. *Ophelia* 50: 93–112.

LITTORIN, B. & M. GILEK, 1999b. A photographic study of the recolonization of cleared patches in a dense population of *Mytilus edulis* in the northern Baltic proper. *Hydrobiologia* 393: 211–219.

LOO, L.O. & R. ROSENBERG, 1983. *Mytilus edulis* culture: growth and production in western Sweden. *Aquaculture*. 35: 137–150.

LUCKAS, B., DAHLMANN, J., ERLER, K., GERDTS, G., WASMUND, N., HUMMERT, C. & P.D. HANSEN, 2005. Overview of Key Phytoplankton Toxins and Their Recent Occurrence in the North and Baltic Seas. *Eviron. Tox.* 20: 1:1–17.

MATTILA, J. & E. BONSDORFF, 1988. A quantitative estimation of fish predation on shallow soft bottombenthos in SW Finland. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 6:111–125.

MAXIMOVICH, N.V. SUKHOTIN, A.A. & Y.S. MINICHEV, 1996. Long term dynamics of blue mussel (*Mytilus edulis* L.) culture settlements (the White Sea). *Aquaculture* 147: 191–204.

MCGRATH, D., KING, P.A. & E.M. GOSLING, 1988. Evidence for the direct settlement of *Mytilus edulis* larvae on adult mussel beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 47: 103–106.

MCGRORTY, S., 1997. WINTER growth of mussels *Mytilus edulis* as a possible counter to food depletion by oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 153: 153–165.

NEWELL, R.I.E., T.J. HILBISH, R.K. KOEHN & NEWELL, C.J., 1982. Temporal variation in the reproductive cycle of *Mytilus edulis* L. (*Bivalvia*, *Mytilidae*) from localities on the east coast of the United States. *Biol. Bull.* 162: 299–310.

NEWELL, R.I.E., 2004. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: a review. *J. Shellfish Res.* 23: 51–61.

- NEWELL, R.I.E., FISHER, T.R. & R.R. HOLYOKE, 2005. Influence of eastern oysters on N and P regeneration in Chesapeake Bay, USA. I: DAME, R. & S. Olenin (red.). The comparative roles of suspension feeders in ecosystems. NATO Science Series: IV – Earth and Environmental Sciences. Dordrecht Kluwer.
- NILSSON, J., 2009. Grundämnen och organiska miljögifter i blåmusslor från odlingar i Kalmarsund. Rapport 2009:1. Högskolan i Kalmar.
- OKAMURA, B., 1986. Group living and the effects of spatial position in aggregations of *Mytilus edulis*. *Oecologia* 69: 341–347.
- PAGE, H.M. & D.M. HUBBARD, 1987. Temporal and spatial patterns of growth in mussels *Mytilus edulis* on an offshore platform: relationships to water temperature and food availability. *J. Exp. Biol. Ecol.* 111: 159–179.
- PERSSON, M., 2004. Musslor för miljön, -musselodlingens positiva och negativa miljöeffekter. Forum Skagerak, Populärrapport. Responstryck Armbåga Grafiska AB.
- PETRAITIS, P.S., 1995. The role of growth in maintaining spatial dominance by mussels (*Mytilus edulis*). *Ecology* 76: 1337–1346.
- PHELPS, H.L., 1994. The asiatic clam (*Corbicula fluminea*) invasion and system-level ecological change in the Potomac river estuary near Washington, D.C. *Estuaries* 17: 614–621.
- PROENÇA, L.A. & C.A.F. SCHETTINI, 1998. Effect of shellfish culture on phytodetritus vertical fluxes in tropical waters - southern Brazil. *Rev. Bras. Oceanogr.* 46: 125–133.
- REHNSTAM-HOLM, A-S. & B. HERNROTH, 2005. Shellfish and public health: A Swedish perspective. *Ambio* 2: 139–144.
- REIMER, O. & S. HARMS-RINGDAHL, 2001. Predator-inducible changes in blue mussels from the predator-free Baltic Sea. *Mar. Biol.* 139: 959–965.
- REMANE, A. & C. SCHLIEPER, 1971. Biology of brackish water. Wiley-Interscience, New York. 1–137.
- RIEMANN, B., NIELSEN, T.G., HORSTED, S.J., BJÖRNSSEN, P.K. & J., POCK-STEEN, 1988. Regulation of phytoplankton biomass in estuarine enclosures. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 48: 205–215.

RIISGÅRD, H.U. & A. RANDLØEV, 1981. Energy budget, growth and filtration rates in *Mytilus edulis* at different algal concentrations. Mar. Biol. 61: 227–234.

RIISGÅRD, H.U., PARNUNA, P.E. & I.B. SAAVEDRA, 2011. Feeding Behaviour of the Mussel, *Mytilus edulis*: New Observations, with a Minireview of Current Knowledge. J. Mar. Biol. 2011: 312–459.

RODHOUSE, P.G., RODEN, C.M., BURNELL, G.M., HENSEY, M.P., MCMAHON, T., OTTWAY, B. & T.H. RYAN, 1984. Food resource, gametogenesis and growth of *Mytilus edulis* on the shore and in suspended culture: Killary Harbour, Ireland. J. Mar. Biol. Ass. 64: 513–529.

ROSENBERG, R. & LOO, L-O., 1983. Energy-Flow in a *Mytilus edulis* culture in western Sweden. Aquaculture 35: 151–161.

ROSENIUS, H., 1964. Ekologiska och morfologiska undersökningar över *Mytilus edulis* L., vid sydvästkusten av Finland. Pro gradu avhandling. Helsingfors Universitet.

SAMTLEBEN, C., 1977. Klappenwachstum und Entwicklung von Größenverteilungen in Populationen von *Mytilus edulis* L. Meyniana 29: 51–69.

SCHÜTZ, L., 1964. Die tierische Besiedlung der Hartböden in der Schwentinemündung. Kieler Meeresforschung 20: 198–217.

SEED, R., 1969a. Ecology. In Bayne, B. L. (ed.). Marine Mussels: Cambridge University press. s. 13–65.

SEED, R., 1969b. The Ecology of *Mytilus edulis* L. (Lamellibranchiata) on Exposed Rocky Shores, 1. Breeding and settlement. Oecologica 3: 277–316.

SEED, R., 1976. Ecology. I: Bayne (red.). Marine mussels: their ecology and physiology. Cambridge University Press, Cambridge. 13–65.

SEED, R. & T.H., SUCHANEK, 1992. Population and community ecology of Mytilus. I: Gosling, E. (red.). The mussel Mytilus: ecology, physiology, genetics and culture. Elsevier Science Publishers B.V Amsterdam.

SEGERSTRÅLE, S.G., 1942. Ein Betrag zur Kenntnis der östlichen Verbreitung der Miesmuschel (*Mytilus edulis* L.) an der Südküste Finnlands. Mem. Soc. Faun. Flor. Fenn. 19: 5–7.

- SIPIÄ, V.O., KANKAANPÄÄ, H.T., FLINKMAN, J., LAHTI, K. & J.A.O. MERILUOTO, 2001. Time-dependent accumulation of cyanobacterial hepatotoxins in flounders (*Platichthys flesus*) and Mussels (*Mytilus edulis*) from the Northern Baltic Sea. *Environ. Tox.* 16: 330–336.
- SIPIÄ, V. O., KARLSSON, K. M., MERILUOTO, J. A. O. & H.T. KANKAANPÄÄ, 2004. Eiders (*Somateria mollissima*) obtain nodularin, a cyanobacterial hepatotoxin, in baltic sea food web. *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 1256–1260.
- SIUGURA, Y., 1962. Electrical induction of spawning in two marine invertebrates (*Urechis unicinctus*, hermaphroditic *Mytilus edulis*). *Biol. Bull. Mar. Biol. Lab., Woods Hole* 123: 203–206.
- STIRLING, H.P. & I. OKUMUS, 1995. Growth and production of mussels (*Mytilus edulis* L.) suspended at salmon cages and shellfish farms in two Scottish sea lochs. *Aquaculture* 134: 193–210.
- SUKHOTIN, A.A. & E.E. KULAKOWSKI, 1992. Growth and population dynamics in mussels (*Mytilus edulis* L.) cultured in the White Sea. *Aquaculture* 101: 59–73.
- SUNDBÄCK, K.A. MILES, A. & E., GÖRANSSON, 2000. Nitrogen fluxes, denitrification and the role of microphytobenthos in microtidal shallow-water sediments: an annual study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 200: 59–76.
- SUNILA, I., 1981. Reproduction of *Mytilus edulis* L. (Bivalvia) in a brackish water area, the Gulf of Finland. *Ann. Zool. Fennici* 18: 121–128.
- TENORE, K.R., BOYER, L.F. & R.M., CAL, 1982. Coastal upwelling in the Rias Bajas, NW Spain. Contrasting the benthic regimes of the Rias de Arosa and de Muros. *J. Mar. Res.* 40: 701–768.
- THEISEN, B.F., 1968. Growth and mortality of culture mussels in the Danish Wadden Sea. *Medd. Dan. Fisk. Havunders.* 6: 47–78.
- THEISEN, B.F., 1972. Shell cleaning and deposit feeding in *Mytilus edulis* L. *Ophelia* 10: 49–55
- THEISEN, B.F., 1973. The growth of *Mytilus edulis* L. (Bivalvia) from Disko and Thule district Greenland. *Ophelia* 12: 59–77.
- THORSON, G., 1936. The larval development, growth, and metabolism of arctic marine bottom invertebrates, compared with those of other seas. *Medd. Grönland* 100: 1–155.

THORSON, G., 1946. Reproduction and larval development of Danish marine bottom invertebrates. Medd. Danm. Fisk. Havunders. Ser. Plankt. 4: 1–523.

VAHL, O., 1972. Efficiency of particle retention in *Mytilus edulis* L. Ophelia 10: 17–25.

VUORINEN, I., ANTSULEVICH, A.E., & N.V. MAXIMOVICH, 2002. Spatial distribution and growth of the common mussel *Mytilus edulis* L. In the archipelago of SW-Finland, northern Baltic Sea. BOREAL ENVIRONMENT RESEARCH 7: 41–52.

VÄINÖLÄ, R. & P. STRELKOV, 2011. *Mytilus trossulus* in northern Europe. Mar. Biol. 158: 817–833.

WALLACE, J.C., 1980. Growth rates of different populations of the edible mussel, *Mytilus edulis*, in north Norway. Aquaculture. 19: 303–311.

WENNSTRÖM, M., VÄVARE, S., EKLUND-MELANDER, J., LINDQVIST, S., BOSTRÖM, R., ROSENQVIST-METSIK, KARLSSON, O., SJÖBLOM, S., ERIKSSON, M. & K-J. HENRIKSSON, 2011. Fiskodling på Åland ur ett helhetsperspektiv. Ålands landskapsregering. 50 s.

WESSMAN, M., 2007. Musselodling – en alternativ reningsmetod för kväveutsläpp i Östersjön. Examensarbete. KTH, Stockholm.

WESTERBOM, M., 1999. Populationsstruktur och tillväxthastighet hos sex blåmusselpopulationer i norra Östersjön: ett spatiellt och temporalt perspektiv. Pro gradu avhandling. Helsingfors Universitet.

WESTERBOM, M., KILPI, M. & O. MUSTONEN, 2002. Blue mussels, *Mytilus edulis*, at the edge of the range: population structure, growth and biomass along a salinity gradient in the north-eastern Baltic Sea. Mar. Biol. 140: 991–999.

WESTERBOM, M., LAPPALAINEN A. & O. MUSTONEN, 2006. Invariant size selection of blue mussels by roach despite variable prey size distributions. Mar. Ecol. Prog. Ser. Vol. 328: 161–170.

WIKLUND, T. & G. BYLUND, 1994. I: Diseases and Parasites of Flounder (*Platichthys flesus*) in the Baltic Sea. (Bylund et al., red.) BMB Publ. 15: 49–52.

WILSON, B.R. & E.P. HODGKIN, 1967. A comparative account of the reproductive cycles of five species of marine mussels (Bivalvia: Mytilidae) in the vicinity of Freemantle, W. Australia. Aust. J. Mar. Fresh. Res. 18: 175–203.

WINTER, J.E. 1973. The filtration rate of *Mytilus edulis* and its dependence on algal concentration, measured by a continuous automatic recording apparatus. Mar. Biol. 22: 317–328.

ÖST, M. & M. KILPI, 1997. A recent change in size distribution of blue mussels (*Mytilus edulis*) in the western part of the Gulf of Finland. Ann. Zool. Fenn. 34:31–36.

De senaste Forskningsrapporterna från Husö biologiska station:

No 117 2007 NYGÅRD, H.: Bottenfaunan och hydrografen i den åländska ytterskärgården sommaren 2006. (*The benthic fauna and hydrography in the outer archipelago zone of Åland Islands in the summer of 2006*).

No 118 2007 KOHONEN, T. & J. MATTILA (red.): Mesoskaliga vattenkvalitetsmodeller som stöd för beslutsfattande i skärgårdsregionerna Åboland-Åland-Stockholm, BEVIS- slutrapport. (*Mesoscale water quality models as support for decision making in the archipelagos of Turku, Åland and Stockholm, BEVIS final report*).

No 119 2007 PUNTILA, R.: Basinventering av potentiellt viktiga *Chara*-vikar på norra Åland. (*Fundamental research of potentially important Chara-bays in northern Åland*).

No 120 2007 MUSTAMÄKI, N. & I. AHLBECK: Fisk- och kräftbestånden i fem åländska sjöar sommaren 2007. Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet och Västra Kyrksundet. (*Fish and crayfish stocks in five lakes in the Åland Islands in the summer of 2007*).

No 121 2008 SÖDERSTRÖM, S.: Test av klassificeringsmetoder för Ålands kustvatten enligt EU:s ramdirektiv för vatten – Klorofyll-a och mjukbottenvegetation. (*Testing of classification methods for coastal waters at Åland Islands according to the EU Water Framework Directive – Chlorophyll-a and soft-bottom vegetation*).

No 122 2009 AARNIO, K.: Kvalitetsfaktorer för EU:s vattendirektiv i kustområden: bottenfauna. Jämförelse av olika sållstorlek och provtagningsdesign i beskrivandet av bottenfaunasamhällen. (Quality elements for EU Water Framework Directive in coastal areas: zoobenthos. Comparing different sieve sizes and sampling designs in characterizing the zoobenthic assemblages).

No 123 2009 PERSSON, J.: Uppföljning av kräftbestånden i fyra Åländska sjöar 2008. (*A follow up study of the crayfish populations in four lakes in Åland 2008*).

No 124 2009 NYSTRÖM, J.: Basinventering av bottenvegetationen i grunda havsvikar med potentiell förekomst av kransalger i Saltvik, Sund och Föglö, Åland (*An inventory of the underwater vegetation in coastal lagoons with a potential presence of stoneworts in Saltvik, Sund and Föglö, Åland Islands*).

No 125 2009 HÄGGQVIST, K. & J. PERSSON: Uppföljning av fiskbestånden i Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet och västra Kyrksundet, samt kräftpopulationen i Vargsundet. (*A follow-up study of the fish population in lakes Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet and västra Kyrksundet, as well as crayfish population in lake Vargsundet*).

No 126 2010 KIVILUOTO, S.: Basinventering av potentiella lekplatser för abborre (*Perca fluviatilis*) och gädda (*Esox lucius*) i grunda vikar på västra och södra Åland. (*Basic survey of shallow bays as potential spawning places and nursery areas for perch (Perca fluviatilis) and pike (Esox lucius) in western and southern Åland*).

No 127 2010 SALO, T.: Kartering av potentiella lekplatser för abborre (*Perca fluviatilis* L.) och gädda (*Esox lucius* L.) i Geta, Sund och Lemland, Åland (Mapping of possible spawning grounds for perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in Geta, Sund and Lemland, Åland Islands).

No 128 2011 BYSTEDT, S.: Kartering av vattenvegetation och klassificering av sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. (Survey of aquatic vegetation and classification of the lakes Markusbölefjärden, Långsjön and Lavsböle träsk according to the EU Water Framework Directive)

No 129 2011 GREN, M.: Makrofytinventering och klassificering av sjöarna Vargsundet, Östra Kyrksundet, Västra Kyrksundet och Dalkarby träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. (*Survey of macrophytes and classification of the lakes Vargsundet, Östra Kyrksundet, Västra Kyrksundet and Dalkarby träsk according to the EU Water Framework Directive*)

No 130 2011 KAUPPI, L. Kartering av undervattenvegetation i kustområden i NV och SÖ Åland. (*Mapping of underwater vegetation in coastal areas of NW and SE Åland*).

No 131 2011 Litteraturoversikt av blåmusslans biologi och ekologi i Östersjön. (*A review of the biology and ecology of the blue mussel (Mytilus edulis L.) in the Baltic Sea*).

(Detta nummer, present no.)

ISSN 0787-5460
ISBN: 978-952-12-2697-7

Åbo 2011
Uniprint